

Nitrificação e Mineralização de Carbono em Solos Tratados com Dejetos de Suínos Biodigeridos



Foto: Fernando Fernandes

*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento*

Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 111

Nitrificação e Mineralização de Carbono em Solos Tratados com Dejetos de Suínos Biodigeridos

Ana Helena Bergamin Marozzi Fernandes
Marcelo Alves Cardoso
Ricelly Aline Camargo de Souza
Fernando Antonio Fernandes
Márcia Toffani Simão Soares
Sandra Mara Araújo Crispim
Fabio Galvani
Frederico Olivieri Lisita

Exemplares desta publicação podem ser adquiridos na:

Embrapa Pantanal

Rua 21 de Setembro, 1880, CEP 79320-900, Corumbá, MS

Caixa Postal 109

Fone: (67) 3234-5800

Fax: (67) 3234-5815

Home page: www.cpap.embrapa.br

E-mail: sac@cpap.embrapa.br

Comitê Local de Publicações:

Presidente: *Suzana Maria de Salis*

Membros: *Ana Maria Dantas Maio*

André Steffens Moraes

Vanderlei Doniseti Acassio dos Reis

Viviane de Oliveira Solano

Secretária: *Eliane Mary P. de Arruda*

Supervisora editorial: *Suzana Maria de Salis*

Normalização bibliográfica: *Viviane de Oliveira Solano*

Tratamento de ilustrações: *Eliane Mary P. de Arruda*

Foto da capa: *Fernando Antonio Fernandes*

Editoração eletrônica: *Eliane Mary P. Arruda*

Disponibilização na home page: *Marilisi Jorge Cunha*

1ª edição

1ª impressão (2011): formato digital

Todos os direitos reservados.

A reprodução não-autorizada desta publicação, no todo ou em parte, constitui violação dos direitos autorais (Lei nº 9.610).

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Embrapa Pantanal

Nitrificação e mineralização de carbono em solos tratados com dejetos de suínos biodigeridos [recurso eletrônico] / Ana Helena Bergamin Marozzi Fernandes... [et al.]. – Dados eletrônicos – . Corumbá: Embrapa Pantanal, 2011.

15 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento / Embrapa Pantanal, ISSN 1981-7215; 111).

Sistema requerido: Adobe Acrobat Reader

Modo de acesso: <http://www.cpap.embrapa.br/publicacoes/online/BP111.pdf>

Título da página da Web (acesso em 30 dez. 2011).

1. Solo. 2. Suinocultura. I. Fernandes, Ana Helena Bergamin Marozzi. II. Cardoso, Marcelo Alves. III. Souza, Ricelly Aline Camargo de Souza. IV. Fernandes, Fernando Antônio. V. Soares, Márcia Toffani Simão. VI. Crispim, Sandra Mara Araújo. VII. Galvani, Fábio. VIII. Lisita, Frederico Olivieri. IX. Embrapa Pantanal. X. Série.

CDD 631.4 (21. ed.)

© Embrapa 2011

Sumário

Resumo	05
Abstract.....	06
Introdução.....	07
Material e Métodos	08
Resultados e Discussão	09
Conclusões.....	14
Agradecimentos	14
Referências	14

Nitrificação e Mineralização de Carbono em Solos Tratados com Dejetos de Suínos Biodigeridos

Ana H. B. Marozzi Fernandes¹

Marcelo Cardoso Alves²

Ricelly Aline Camargo de Souza³

Fernando Antonio Fernandes⁴

Marcia Toffani S. Soares⁵

Sandra Mara A Crispim⁶

Fábio Galvani⁷

Frederico Olivieri Lisita⁸

Resumo

O objetivo deste estudo foi estimar, em condições de laboratório, as taxas de nitrificação e a mineralização de carbono (C) no solo após a aplicação de diferentes doses de dejetos de suínos tratados em biorreatores anaeróbicos. Amostras de solo sob pastagem de Tifton (*Cynodon* sp.) foram coletadas nas profundidades 0-10 cm, um dia após a aplicação do efluente em parcelas de um experimento em blocos ao acaso, com quatro tratamentos (controle sem adição e adição de 7,5, 15 e 30 m³ ha⁻¹ mês⁻¹) e quatro repetições, conduzido no Assentamento Rural Campanário, São Gabriel d'Oeste, MS. Os teores de N-NO₃⁻ foram determinados colorimetricamente, após extração em solução 2 mol L⁻¹ de KCl, sendo as taxas de nitrificação obtidas pela diferença entre os conteúdos de N-NO₃⁻ presentes em amostras incubadas e não incubadas. A mineralização do C do solo foi obtida por respirometria, a partir da medição do C liberado como CO₂ pela atividade microbiana do solo. As amostras de solo foram coletadas na profundidade 0-10 cm, em área próxima ao experimento, a qual não havia recebido adição de efluentes. Os tratamentos utilizados consistiram na adição a 50 g de solo de quantidade correspondente a cada uma das doses mensais de efluente utilizadas no campo, considerando-se a camada 0-10 cm, com densidade igual a 1. Cada tratamento contou com 4 repetições, em triplicata. Foram determinadas as taxas diárias de C-CO₂ liberado em cada tratamento e calculados os seus respectivos valores acumulados durante o período de incubação. Os resultados obtidos indicaram um aumento significativo nas taxas de nitrificação líquida em consequência da adição dos dejetos de suínos ao solo. Também foi verificada uma relação linear significativa entre as taxas de nitrificação líquida e as doses aplicadas. O aumento das taxas de nitrificação pode levar a um aumento das concentrações de N-NO₃⁻ no solo, cujo destino final deve ser investigado. Em condições de laboratório, a aplicação de 30 m³.ha⁻¹ de dejetos de suínos estimulou significativamente a atividade microbiana do solo, promovendo um aumento da mineralização do C na forma de C-CO₂ liberado durante o período de incubação.

Termos de indexação: suinocultura, CO₂, NO₃⁻, dióxido de carbono, nitrato

¹ Eng. Agrônoma, MSc., Embrapa Pantanal, Caixa Postal 109, 79320-900, Corumbá, MS. amarozi@cpap.embrapa.br

² Bolsista PIBIC da Embrapa Pantanal e acadêmico de Ciências Biológicas da UFMS, Campus do Pantanal, Caixa Postal 252, 79304-020, Corumbá, MS. marcelo_cardoso182@hotmail.com

³ Eng. Agrônoma, Mestranda da Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, Campus da Unidade Universitária de Aquidauana. Rodovia Aquidauana/ UEMS, km 12, 79200-000, Aquidauana, MS. ricelly1@hotmail.com

⁴ Eng. Agrônomo, Dr., Embrapa Pantanal, Caixa Postal 109, 79320-900, Corumbá, MS. fafernan@cpap.embrapa.br

⁵ Eng. Agrônoma, Dra., Embrapa Pantanal, Caixa Postal 109, 79320-900, Corumbá, MS. mtoffani@cpap.embrapa.br

⁶ Eng. Agrônoma, MSc., Embrapa Pantanal, Caixa Postal 109, 79320-900, Corumbá, MS. scripsim@cpap.embrapa.br

⁷ Químico, Dr., Embrapa Pantanal, Caixa Postal 109, 79320-900, Corumbá, MS. galvani@cpap.embrapa.br

⁸ Zootecnista, MSc., Embrapa Pantanal, Caixa Postal 109, 79320-900, Corumbá, MS. lisita@cpap.embrapa.br

Nitrification and carbon mineralization in soils treated with pig slurry

Abstract

The aim of this work was to evaluate the net nitrification and the C mineralization rates from pig slurry treated in bioreactors and applied to the soil at different doses. The experiment was carried out in the Campanario Rural Settlement, St. Gabriel d'Oeste, MS, in an area with Tifton pasture (Cynodon sp.). The experiment followed the pattern of randomized blocks with four treatments (control with no addition and addition of 7.5, 15 and 30 m³.month⁻¹ ha⁻¹) and four replications. Soil samples were collected at 0-10 cm depth in each of the plots, one day after the pig slurry application to the soil. The N-NO₃⁻ were determined colorimetrically after extraction with 2 mol L⁻¹ KCl solution. The nitrification rates were obtained by the difference between the amount of N-NO₃⁻ in incubated and not incubated samples. The C mineralization was obtained by respirometry, from the measurement of C released as CO₂ by soil microbial activity. Soil samples with no addition of pig slurry were collected at 0-10 cm depth, in an area close to experiment. The treatments consisted of adding an equivalent amount to each of the monthly pig slurry doses to 50 g of soil, considering a soil 0-10 cm depth, with a density equal to 1. Each treatment had four replications in triplicate. The daily C mineralization rates were determined as C-CO₂ released for each treatment, and their accumulated values during the incubation period were calculated. The results indicated a significant increase in the net nitrification rates as a consequence of the pig slurry addition to the soil. It was also verified a significant linear relationship between the net nitrification rates and the applied doses. The nitrification rates rise may lead to an increase in the soil N-NO₃⁻ concentrations, whose final destination needs to be investigated. Under laboratory conditions, the application of pig slurry at 30 m³ ha⁻¹ significantly stimulated soil microbial activity, promoting an increase in the C mineralization in the C-CO₂ form during the incubation period.

Index terms: swine, CO₂, NO₃⁻, carbon dioxide, nitrate

Introdução

Um dos grandes desafios das regiões produtoras de suínos é a obtenção da sustentabilidade ambiental. A suinocultura é reconhecidamente uma atividade de alto potencial poluidor pela grande quantidade de resíduos gerada. Segundo Oliveira (2004) nenhum tratamento de resíduos da suinocultura em uso no Brasil permite que o resíduo final seja lançado diretamente nos cursos d'água.

O tratamento dos dejetos suínos em reatores anaeróbios tem sido apontado como uma alternativa interessante (KONZEN, 2006) com vistas a reduzir o potencial poluidor dos resíduos gerados. Consistem em instalações que promovem a decomposição de resíduos em ausência de oxigênio. Algumas das vantagens dessa técnica são as reduções da carga orgânica, do teor de nutrientes e de organismos patogênicos, além da produção de um efluente final estável, rico em nutrientes, passível de uso como fertilizante (KONZEN, 2006).

Um dos principais polos suínos do Estado de Mato Grosso do Sul é o município de São Gabriel d'Oeste (19°23'43"S e 54°33'59"W). A utilização de biorreatores para tratamento dos dejetos de suínos vem se intensificando nos últimos anos na região. Os mesmos foram instalados com o apoio de empresas interessadas na obtenção de créditos de carbono através de projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) da Convenção Quadro das Mudanças Climáticas das Nações Unidas (em inglês, UNFCCC). Tais empresas obtêm créditos de carbono computando, de modo certificado, o volume de gás CH_4 convertido a CO_2 por combustão em queimadores (Figura 1).



Figura 1. Biorreator instalado em granja suinícola, em São Gabriel d'Oeste, MS.

O suporte que a administração pública local vem fornecendo aos empreendimentos e às cooperativas locais tem levado várias propriedades rurais a inovar transformando o gás metano dos biorreatores em energia (motores movidos a biogás) para fertirrigar o efluente final ou biofertilizante em culturas agrícolas. Apesar dos benefícios dessa prática, estudos têm demonstrado que aplicações em excesso podem ter efeitos adversos como acúmulo de nutrientes no solo, o que pode eventualmente causar a contaminação de águas superficiais e subterrâneas (SEGANFREDO, 2007).

Em geral, os efluentes residuais da produção de biogás são compostos essencialmente de água, nitrogênio mineral e matéria orgânica relativamente estável, possuindo um bom potencial para uso como fertilizante orgânico (CHEN et al., 2011). O nitrogênio (N) constitui um dos principais nutrientes de interesse desses efluentes porque estará sujeito a perdas por processos de lixiviação de nitrato, volatilização de amônia e desnitrificação, o que poderá resultar em impactos ambientais indesejados, levando mesmo à degradação do meio ambiente (BHANDRAL et al., 2007). Devido ao ambiente predominantemente anaeróbico dos biorreatores, ocorre o acúmulo de N na forma amoniacal (NH_3 e NH_4^+) no efluente final produzido. Quando esse material é aplicado ao solo, e em presença de oxigênio, essa forma de N é oxidada a nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) pela população microbiana de nitrificadores – processo conhecido como nitrificação. A rapidez com que o N amoniacal dos dejetos é nitrificado,

após a sua aplicação no campo, irá condicionar a quantidade de NO_3^- no solo. O destino final desse elemento dependerá das condições ambientais, do solo e da vegetação presente sobre o mesmo, entre outros fatores. Aplicações parceladas durante o ano podem minimizar esses efeitos (AITA et al., 2007).

Por outro lado, a entrada de material orgânico nos solos pode promover um aumento da atividade dos micro-organismos, responsáveis pela sua decomposição/mineralização e consequente liberação dos elementos minerais contidos nesse material. Nesse processo, parte do carbono (C) adicionado é liberado como dióxido de carbono (CO_2) e parte pode permanecer inalterado ou ser incorporado à biomassa microbiana (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Dependendo da qualidade e da quantidade dos substratos orgânicos exógenos adicionados aos solos, e do estímulo que os mesmos causem na atividade da biomassa microbiana, poderá ocorrer mineralização da matéria orgânica nativa do solo ocasionando redução dos conteúdos de carbono do solo (KUZUYAKOV et al., 2000; FONTAINE et al., 2004; CHEN et al., 2011).

O objetivo deste estudo foi estimar as taxas de nitrificação do N e a mineralização de C em solo, em condições de laboratório, após a aplicação de diferentes doses de dejetos de suínos tratados em biorreatores anaeróbicos.

Material e Métodos

Área de estudo

A área de estudo localiza-se no Assentamento Rural Campanário ($19^\circ 17' 29,5''\text{S}$ e $54^\circ 36' 16,3''\text{W}$), em São Gabriel do Oeste, Estado de Mato Grosso do Sul. A região apresenta temperaturas médias anuais de 23°C e precipitação média anual em torno de 1.200 mm. Possui relevo suave ondulado, e está sob solo classificado em LATOSSOLO Vermelho Distrófico (ASSIS et al., 2004).

Os lotes são ocupados predominantemente por pastagem para suporte da produção pecuária bovina leiteira, pelo policultivo e mais recentemente pela suinocultura. Os suinocultores trabalham em sistema de integração junto à Cooperativa Agrícola de São Gabriel d'Oeste (COOASGO) e possuem barracões com capacidade para engorda de 1.000 suínos. Nos lotes que exploram a suinocultura foram instalados biorreatores anaeróbicos pela empresa BrasCarbon, os quais tem capacidade para tratar dejetos de dois mil animais, atendendo a dois lotes adjacentes. Os dejetos dos suínos produzidos nos barracões, compostos por fezes e urina dos animais, restos de alimentos e água dos bebedouros e do processo de limpeza, constituem o efluente para o biorreator, o qual opera em processamento contínuo (dinâmico), com tempo de residência hidráulico de aproximadamente 30 dias. Após a saída do biorreator, o efluente produzido é armazenado em lagoas para estabilização e posterior fertirrigação do solo. As características do efluente final produzido são apresentadas na Tabela 1 (SOARES et al., 2010)

Tabela 1. Composição média de parâmetros físicos e químicos do efluente usado para fertirrigação (adaptado de SOARES et al., 2010).

	pH	DBO	DQO	NTK	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻
		-----mg O ₂ L ⁻¹ -----		-----mg.L ⁻¹ -----		
Efluente final	7,9	2.027	7.555	1.793	1.462	1,2

DBO=demanda bioquímica de oxigênio; DQO=demanda química de oxigênio; NTK= conteúdo total de nitrogênio(N) por Kjeldhal; N-NH₄⁺=conteúdo de N na forma amoniacal (NH₄⁺); N-NO₃⁻= N na forma de nitrato (NO₃⁻) COT=carbono orgânico total.

Área experimental

O experimento foi instalado num dos lotes com suinocultura, ocupando uma área de 40 x 220 m², cultivada com gramínea Tifton (*Cynodon* spp.), em delineamento experimental de blocos ao acaso com quatro tratamentos e quatro repetições, em parcelas de 20 m² (Figura 2). Os tratamentos consistiram de um controle sem adição (0) e aplicação de doses mensais de 7,5; 15 e 30 m³ ha⁻¹ de efluente final do biorreator, totalizando 90, 180 e 360 m³ ha⁻¹ ano⁻¹.

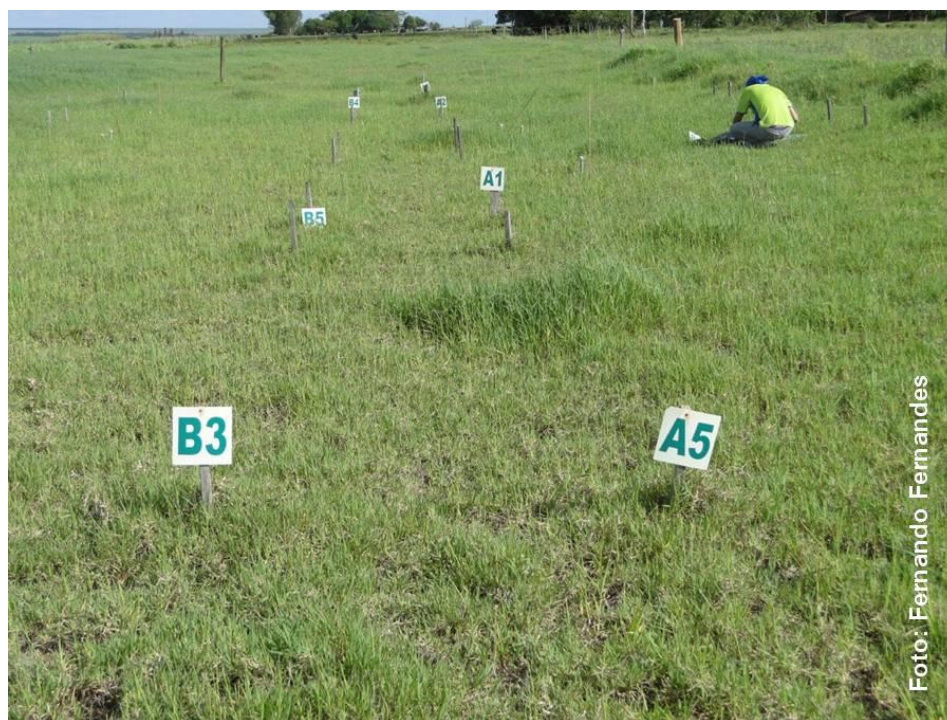


Figura 2. Área do experimento, Assentamento Campanário, São Gabriel d'Oeste, MS.

Nitrificação líquida do solo

As taxas de nitrificação líquida do solo foram obtidas em condições de laboratório, utilizando-se procedimento descrito por Piccolo et al. (1994), com modificações. As amostras de solo foram coletadas em novembro de 2009, um dia após a terceira aplicação do efluente no solo. Em cada uma das parcelas experimentais, foi tomada uma amostra composta por quatro subamostras. Esse material foi acondicionado em caixa térmica contendo gelo para o transporte até o laboratório. Após peneiramento (4mm), cerca de 100 g de solo foram pesadas, acondicionadas em frascos plásticos, tendo sua umidade corrigida para 60% da capacidade máxima de retenção de água. Aliquotas de 5 g de solo foram pesadas em triplicata e transferidas para Erlenmeyers contendo 50 ml de solução 2 mol L⁻¹ de KCl. Os teores de NO₃⁻ presentes nos extratos foram determinados colorimetricamente segundo Mendonça e Mattos (2005). Os frascos contendo o restante do solo foram fechados e incubados no escuro por 7 dias a 25° C, quando o procedimento para extração e determinação dos teores de NO₃⁻ foram repetidos. As taxas de nitrificação foram obtidas pela diferença entre os conteúdos de N-NO₃⁻ nas amostras incubadas e não incubadas. Os resultados obtidos foram submetidos à análise de variância (ANOVA) para verificar a significância dos efeitos das doses aplicadas. As médias obtidas foram comparadas pelo teste de Tukey a 5%.

Mineralização do carbono do solo

A mineralização do C do solo também foi obtida em condições de laboratório, por meio da técnica conhecida por respirometria (GRISI, 1997), a qual tem sido empregada na avaliação da mineralização dos compostos orgânicos, a partir da medição do C liberado pela atividade microbiana do solo na forma de dióxido de carbono (CO₂).

As amostras de solo foram coletadas na profundidade 0-10 cm, em área próxima ao experimento e que não havia ainda recebido adição de efluentes. Essas amostras foram conduzidas ao laboratório, onde foram secas ao ar e peneiradas (2 mm). Aliquotas de 50 g de solo foram pesadas e acondicionadas em frascos de 100 ml.

Os tratamentos utilizados consistiram na adição de quantidade correspondente a cada uma das doses mensais de efluente utilizadas no campo (7,5; 15 e 30 m³ ha⁻¹), considerando-se a aplicação em 50 g do solo da camada 0-10 cm, com densidade igual a 1. Cada tratamento contou com 4 repetições, em triplicata. A umidade do solo foi corrigida para 60% da capacidade máxima de retenção de água. Um tratamento controle sem adição de efluente, foi acrescentado ao experimento, onde somente água foi adicionada para correção da umidade do solo.

Os frascos com o solo foram colocados dentro de potes respirométricos de 1 L, com tampa vedante, contendo cerca de 50 ml de água deionizada no fundo. Cada pote recebeu um becker com 25 ml de solução 1 mol L⁻¹ de NaOH para absorver o CO₂ liberado. A troca da solução de NaOH foi feita a cada época de avaliação: 2, 6, 9, 13, 16, 22 e 26 dias de incubação. A quantificação do CO₂ liberado foi feita pela titulação de uma alíquota de 5 ml da solução de NaOH com solução padronizada 0,5 mol L⁻¹ de HCl, tendo como indicador solução de fenolftaleína 1%. Antes da titulação foi

realizada precipitação prévia do carbonato mediante adição de 5 ml de solução de 0,05 mol L⁻¹ de BaCl₂ (MENDONÇA; MATOS, 2005). Para cada repetição foi realizada uma prova em branco.

Foram determinadas as taxas diárias de mineralização na forma C-CO₂ liberado em cada tratamento e calculados os seus respectivos valores acumulados durante o período de incubação. Os resultados obtidos foram analisados estatisticamente por meio de teste não paramétrico (Kruskal-Wallis a 5% de significância). Os dados foram também testados quanto ao ajuste ao modelo exponencial de cinética química de primeira ordem $y = a*(1-e^{-kx})$, onde y= carbono mineralizado no tempo t em mg 100 g solo⁻¹; a=carbono potencialmente mineralizável do dejetos, na dose considerada, em mg 100 g solo⁻¹; k=constante de velocidade da reação de mineralização do carbono do dejetos, em dias⁻¹; e t=tempo, em dias (MARTINES et al., 2006).

Resultados e Discussão

Nitrificação líquida

Os resultados obtidos mostraram que a maior taxa diária de nitrificação foi observada quando foram aplicados 30 m³ ha⁻¹ mês⁻¹ de efluente no solo ($p < 0,05$), seguida da aplicação de 15 m³ ha⁻¹ mês⁻¹ (Figura 3). Ambas diferiram entre si ($2,081 \pm 0,386$ e $1,225 \pm 0,295$ kg N-NO₃⁻ ha⁻¹ dia⁻¹, respectivamente). As menores taxas foram verificadas para os tratamentos sem aplicação e com aplicação de 7,5 m³ ha⁻¹ mês⁻¹, as quais não diferiram entre si (respectivamente $0,303 \pm 0,266$ e $0,495 \pm 0,338$ kg N-NO₃⁻ ha⁻¹ dia⁻¹).

Vários estudos têm demonstrado aumentos nas taxas de nitrificação quando dejetos de suínos são adicionados ao solo (MARQUES, 2005; AITA et al, 2006, 2007; WEILER et al., 2007; AITA; GIACOMINI, 2008). O aumento da nitrificação deve-se ao aporte de N amoniacal nos solos via dejetos, o que estimula a atividade das bactérias nitrificadoras, responsáveis pelo processo da nitrificação, bem como ao aumento do pH do solo, para níveis mais adequados à nitrificação autotrófica (FLOWERS; O'CALLAGHAM, 1983). Os resultados obtidos neste estudo são comparáveis com os obtidos no estudo de Aita et al. (2007), conduzido em Santa Maria (RS), em um Argissolo Vermelho distrófico arênico cultivado com milho e aveia, apesar das condições ambientais diversas entre os dois (tipo de solo, clima, sistemas de cultivo). As quantidades de N amoniacal presente nos dejetos no estudo de Aita et al. (2007) e no presente foram próximas (respectivamente, 1,62 e 1,46 kg N-amoniacal m⁻³ de dejetos), o que talvez explique a semelhança dos resultados.

Verificou-se também que existe uma correlação positiva e significativa ($R^2 = 0,83$, $p < 0,01$), entre a nitrificação líquida e as doses de dejetos aplicadas (Figura 4). Esse resultado indica que uma elevação dos teores de N- NO₃⁻ do solo pode ocorrer com o aumento das doses aplicadas. Como o N-NO₃⁻ é solúvel em água e possui baixa energia de ligação com os colóides do solo, apresenta grande mobilidade no perfil do solo, o que pode ocasionar perda de N por lixiviação, contribuindo para a contaminação das águas superficiais e subterrâneas. Aita et al. (2006) verificaram aumento dos conteúdos de N- NO₃⁻ na camada 30-60 cm do solo nos tratamentos com aplicação de dejetos de suínos em relação ao controle, a partir do 24º dia após a adição e alertaram para a possibilidade do N-NO₃⁻ atingir o lençol freático. Esse comportamento pode ser agravado em épocas onde a demanda da cultura por N ainda é pequena, bem como em épocas de chuva (BASSO et al., 2005; MARQUES, 2005; AITA; GIACOMINI, 2008).

Segundo Barton et al. (2005) e Hurtado et al. (2011), porém, as plantas podem controlar em grande parte as perdas de N no sistema solo-planta, minimizando sua lixiviação. Nesse contexto, Fonseca et al. (2007) consideram que as culturas escolhidas para receber aplicações de dejetos devem possuir uma alta capacidade de produzir biomassa e alta eficiência de uso de nutrientes, principalmente N, pois a adição de resíduos orgânicos ricos no elemento poderia implicar em redução dos custos com fertilizantes químicos dos riscos de poluição ambiental. Com base nesses aspectos, os autores consideram que as pastagens estão entre as culturas mais promissoras para receber aplicação de resíduos. Apesar disso, existe uma necessidade crucial de monitoramento constante da movimentação de N- NO₃⁻ no perfil e da sua concentração na solução do solo, devido ao risco desse elemento atingir o lençol freático, afetando negativamente a qualidade da água para consumo (FONSECA et al., 2007).

Segundo Aita et al. (2007), a quantificação da velocidade de nitrificação em condições de campo exige que a determinação na variação das concentrações de N amoniacal e nítrico no solo seja feita frequentemente, principalmente nos períodos iniciais após a aplicação dos dejetos, durante a fase ativa de oxidação do NH₄⁺ a NO₃⁻. Em razão do volume de trabalho imposto por essa exigência, existem poucos resultados de pesquisa em que a nitrificação após a aplicação de dejetos de suínos tenha sido determinada desse modo.

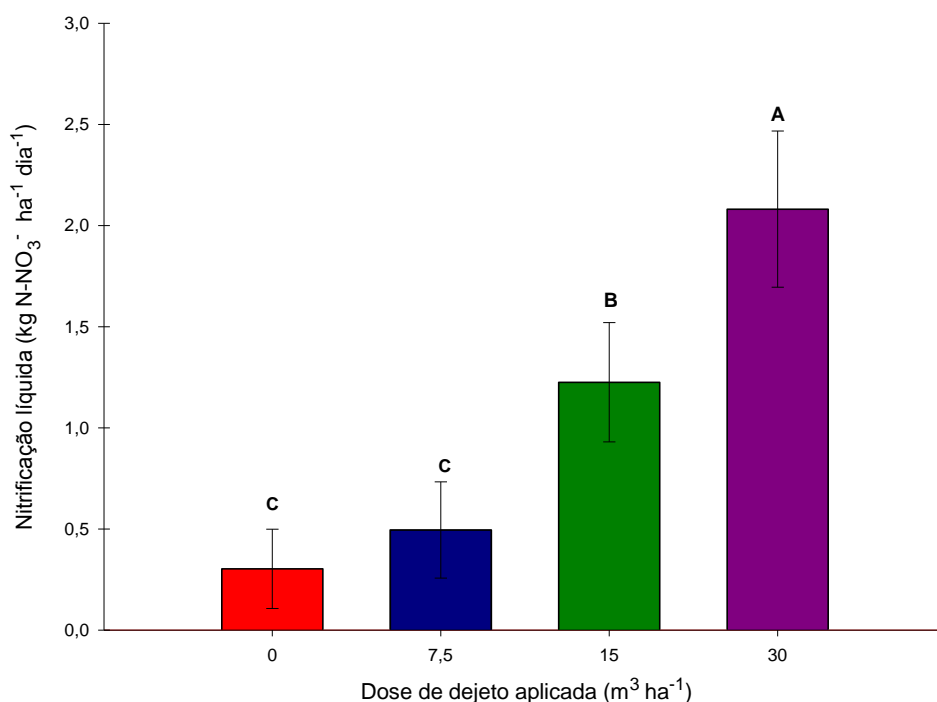


Figura 3. Taxas de nitrificação em função da dose de dejetos de suínos tratados em biodigestor anaeróbico e aplicados no solo (camada 0-10 cm), em São Gabriel d'Oeste, MS. (Letras iguais acima das barras indicam que as médias obtidas não diferiram entre si pelo teste de Tukey a 5%. As barras em cada coluna indicam o desvio padrão)

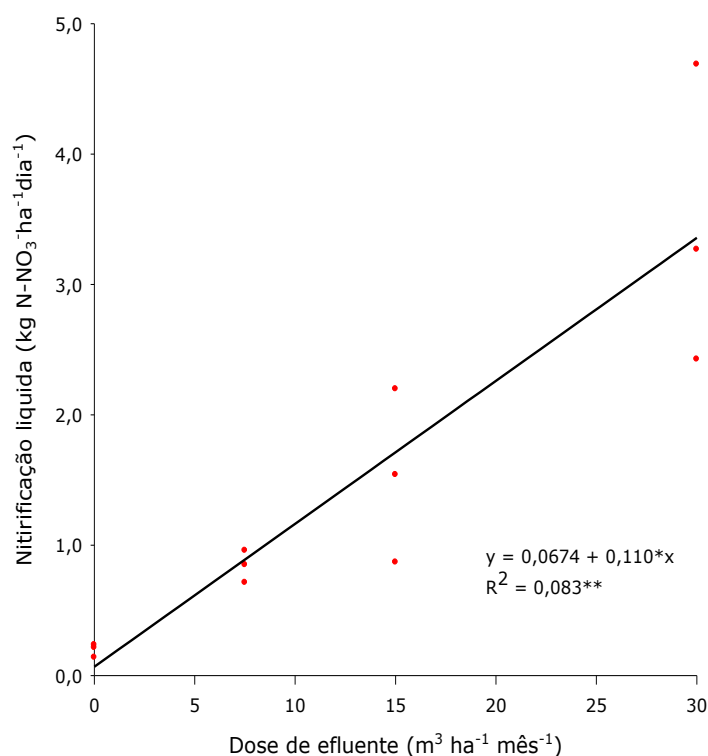


Figura 4. Correlação linear positiva entre taxa de nitrificação líquida (y) e dose mensal de dejetos líquidos de suínos tratados em biodigestor anaeróbico aplicados ao solo (x), em São Gabriel d'Oeste, MS. (**Significativo a 1% de probabilidade).

Mineralização do carbono

Verificou-se que a evolução diária de C-CO₂ foi similar para todos os tratamentos (Figura 5), sendo maior no segundo dia (valores de 15,6; 16,4; 17,6 e 17,9 mg C- CO₂ 100 g de solo⁻¹ dia⁻¹, respectivamente, para o controle sem adição e com adição de quantidade mensal de efluente correspondente a 7,5; 15 e 30 m³ ha⁻¹). A partir dessa época houve uma diminuição acentuada até o final do período de avaliação (26º dia). Os menores valores ocorreram na última época de avaliação (3,5; 3,7; 3,8 e 4,0 mg C- CO₂ 100 g de solo⁻¹ dia⁻¹, respectivamente, para o controle sem adição e com adição de quantidade mensal de efluente correspondente a 7,5; 15 e 30 m³ ha⁻¹).

As diferenças entre as taxas de mineralização observadas entre o tratamento sem adição e com adição de $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ mês}^{-1}$ de efluente mostraram-se significativas em todas as épocas avaliadas ($p < 0,05$). Isso indica que somente a adição dessa dose de efluente estimulou a atividade da população microbiana do solo.

Os valores de C-CO_2 acumulados no período de avaliação ajustaram-se ao modelo exponencial de cinética química de primeira ordem (Figura 6). Todos os tratamentos apresentaram quantidades liberadas crescentes linearmente até o 6º dia, após o que a velocidade de liberação foi diminuindo, com tendência à estabilização a partir do 22º dia. Ao final dos 26 dias de incubação essa liberação foi de 91,8; 96,0; 100,0 e $100,3 \text{ mg C-CO}_2 \text{ 100 g de solo}^{-1}$, respectivamente para o controle sem adição e com adição de quantidade mensal de efluente correspondente a 7,5; 15 e $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de efluente. As quantidades liberadas no tratamento com adição de $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ mês}^{-1}$ foram significativamente maiores em relação ao controle sem adição ($p < 0,05$, Tabela 2). Considera-se esse resultado coerente, uma vez que a adição da referida dose pode ter aumentado significativamente a atividade microbiana do solo, ocasionando maiores taxas diárias de emissão.

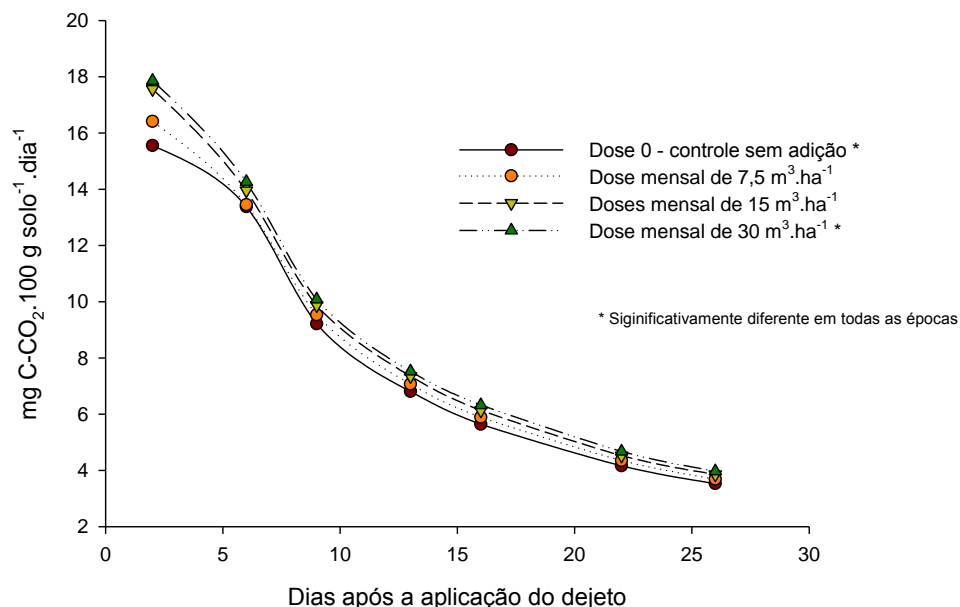


Figura 5. Taxas diárias de mineralização de carbono (C-CO_2 liberado) em solos com adição de diferentes doses de dejetos líquidos de suínos tratados em biodigestor anaeróbico, em São Gabriel d'Oeste, MS.

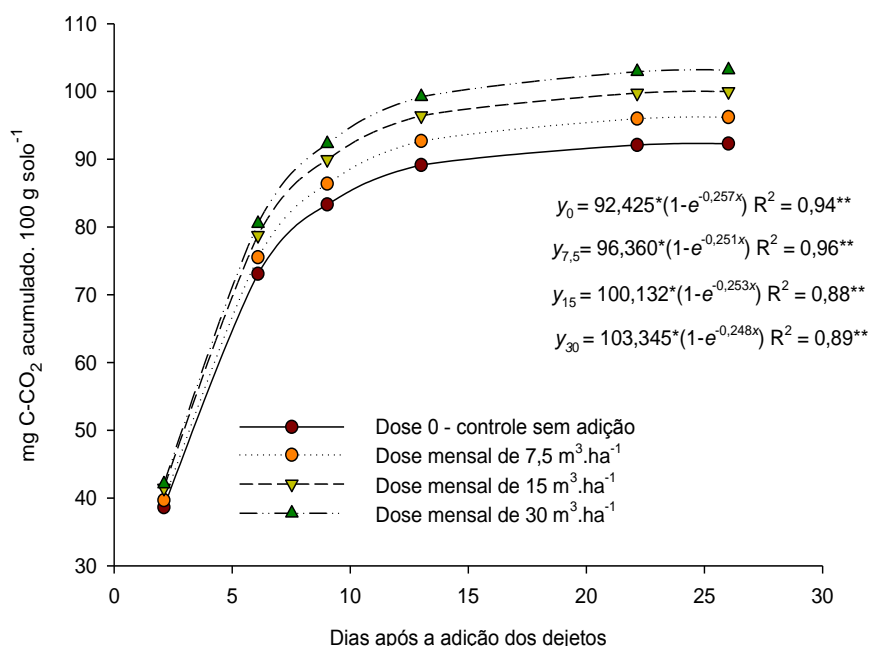


Figura 6. Quantidades de carbono liberado de solos com adição de diferentes doses de dejetos líquidos de suínos tratados em biodigestor anaeróbico, na forma de C-CO_2 acumulado por 26 dias de incubação, em São Gabriel d'Oeste, MS. y_0 ; $y_{7,5}$; y_{15} e y_{30} representam, respectivamente, o C-CO_2 estimado para os tratamentos controle sem adição e adição mensal de 7,5 15 e 30 m^3 de efluente.ha⁻¹ (**Significativo a 1% de probabilidade).

Tabela 2. Carbono liberado na forma de C-CO₂ (média±desvio padrão) e mineralizado após 26 dias de incubação.

Dose de efluente aplicada	Carbono	
	Liberado	Mineralizado**
m ³ ha ⁻¹ mês ⁻¹	-----mg 100 g solo ⁻¹ -----	
0	91,7 ± 3,8*	-
7,5	96,0 ± 3,2	4,3
15,0	100,0 ± 7,8	8,3
30,0	103,2 ± 8,3*	11,5

*Diferença significativa (p<0,05)

**Descontado o valor liberado pelo controle

A Tabela 2 apresenta as quantidades de C mineralizado. Para a obtenção desses valores nas diferentes doses aplicadas, foi descontado o valor obtido no tratamento controle sem adição de efluente, admitindo-se ser essa diferença devida à mineralização do C adicionado pelo efluente (MARTINES et al., 2006). Tais diferenças podem ocorrer devido à decomposição do carbono que foi adicionado via efluente, todavia alguns autores também sugerem que, a adição de materiais orgânicos ao solo pode ocasionar a de efeito “priming” positivo, o qual ocorre quando a adição de material orgânico estimula atividade da microbiota do solo, os quais, além de consumir todo o carbono adicionado, também podem degradar a matéria orgânica nativa do solo (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

Relatado pela primeira vez em 1926, o efeito “priming” tem sido citado por vários autores como resultado, principalmente, da adição de resíduos orgânicos ao solo (KUZYAKOV et al. 2000; GILL et al., 2002; FONTAINE et al., 2004; BHANDRAL et al., 2007; FONSECA et al. 2007; NOTTINGHAM et al., 2009; KUZYAKOV, 2010). Segundo Kuzyakov et al. (2000), pode-se definir efeito “priming” como fortes mudanças de curto prazo na reciclagem de matéria orgânica do solo causados por tratamentos comparativamente moderados do solo que provocam aceleração (efeito “priming” positivo) ou retardamento na mineralização da MOS (efeito “priming” negativo ou imobilização temporária, especialmente de N). As causas, os mecanismos, as fontes geradoras e a persistência desse efeito não são bem conhecidas, e constituem ponto de discussão entre os especialistas na área.

A maioria dos estudos sobre o assunto foi desenvolvida em condições controladas de laboratório e sua verificação em condições de campo é, sem dúvida, muito mais complicada. Apesar disso, segundo Kuzyakov (2010) o efeito “priming” não é um artifício de estudos de incubação, como às vezes é suposto. Consiste numa sequência de processos que ocorrem ao nível de rizosfera e “detritosfera”, os quais são induzidos pela entrada parcelada ou contínua de C no solo. Segundo os autores, negligenciar a existência do efeito “priming” seria, na verdade, negligenciar um processo fundamental que é a contribuição da biomassa microbiana do solo e de sua atividade nos processos de reciclagem da MOS. Nottingham et al. (2009) também sugerem que as evidências apontam que esse efeito, mais do que somente um fenômeno raro, ocorre comumente na maioria dos sistemas solo-planta, devendo ser levado em conta em futuros estudos sobre os efeitos da elevação do CO₂ atmosférico na dinâmica da MOS e o armazenamento de C no solo.

No presente estudo, dois fatores combinados podem ter contribuído para a ocorrência do efeito “priming”, ambos ligados à qualidade do material adicionado: alto conteúdo N do dejetos, o que pode proporcionar uma baixa relação C:N no mesmo, e predominância de formas recalcitrantes de C. Uma relação C:N menor do que 20 presente em resíduos adicionados ao solo pode promover uma aceleração na mineralização da MOS, devido ao aporte relativamente maior de N, sobretudo se este estiver na forma de N-NH₄⁺. Esta é a forma de N preferencialmente utilizada pela microbiota do solo, a qual possui naturalmente uma demanda muito grande de N (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006), sendo também a forma predominante de N presente nos dejetos utilizados (vide Tabela 1).

A biodegradabilidade do efluente pode ser verificada pela relação DQO:DBO que, quando próximo ou menor do que dois, indica que a maior parte do C está numa forma biodegradável (GIASANTE, 2002). No presente trabalho verifica-se que a relação DQO:DBO do efluente tratado utilizado é de 3,33 (Tabela 1), indicando, conforme apresentado em Soares et al. (2010), a diminuição da fração biodegradável durante o processo de biodigestão dos efluentes, com o consequente aumento da concentração de C recalcitrante.

Acredita-se que a adição dos dejetos ao solo estimulou a biomassa microbiana do solo pela entrada de N-NH₄⁺, ocasionando um aumento na sua atividade decompositora, evidenciada pela maior quantidade de C-CO₂ acumulado liberado no tratamento com adição da quantidade mensal de efluente correspondente a 30 m³ ha⁻¹. Como as quantidades de C adicionadas via efluente eram constituídas em grande parte por C recalcitrante, a aceleração da atividade microbiana do solo causou o esgotamento da fração de C biodegradável do efluente e aumento do consumo do C biodegradável presente na matéria orgânica nativa do solo.

Em condições de campo, esses resultados são de difícil verificação. O processo de reciclagem da MOS é contínuo e dinâmico, sofrendo interferência de uma grande gama de fatores. A presença de exsudatos radiculares e de raízes senescentes das culturas instaladas, por exemplo, podem contribuir significativamente para o aporte de C

prontamente assimilável ao solo (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Apesar disso, a elevação da relação C:N dos dejetos é uma situação desejável. A adição de resíduos vegetais ricos em C constitui uma boa alternativa a ser empregada nesse sentido, porque além de permitir uma decomposição mais lenta da matéria orgânica, pode contribuir para minimizar as taxas de nitrificação.

Crispim et al. (2010) verificaram que os dejetos de suínos produzidos no local de estudo possuem potencial de uso como biofertilizante, pois em condições favoráveis de precipitação promoveram o aumento da produção do Tifton. Entretanto, alertam para a necessidade de uma abordagem multidisciplinar, integrando os dados de produtividade com informações sobre o aproveitamento dos nutrientes oriundos do resíduo pelas plantas e, potenciais perdas para a atmosfera e cursos d'água, a fim de avaliar a melhor dose, não apenas sob o aspecto produtivo como também ambiental.

Os resultados aqui apresentados foram obtidos em condições controladas de laboratório e, portanto, devem ser considerados com certa cautela. Podem, no entanto, servir de orientação para indicar o rumo de futuras pesquisas. Com vistas à consolidação da sustentabilidade da atividade na região, consideram-se oportunos estudos que visem o monitoramento da concentração de N-NO_3^- na solução do solo e sua movimentação no perfil; a indicação de materiais ricos em C e viáveis de serem adicionados aos dejetos para diminuir a proporção C:N e melhorar sua qualidade, ou mesmo alternativas tecnológicas a serem implantadas nos sistemas de produção de modo a aumentar a eficiência do uso do N aplicado.

Conclusões

A adição de dejetos líquidos de suínos tratados em biorreator anaeróbico ao solo sob pastagem de Tifton promoveu um aumento nas taxas de nitrificação líquida do N aplicado. Esse aumento possui uma relação linear positiva com a dose de efluente aplicada e pode causar aumento das concentrações de N-NO_3^- , cujo destino final precisa ser investigado.

Em condições de laboratório, a aplicação de quantidade equivalente a $30 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ estimulou significativamente a atividade microbiana do solo, o que promoveu um aumento da mineralização do C na forma de C-CO_2 liberado durante o período de incubação.

Agradecimentos

Pelo inestimável apoio dado, os autores agradecem à COOASGO, à Prefeitura Municipal, aos proprietários do lote onde as coletas foram realizadas, aos estagiários e a todas as pessoas de São Gabriel d'Oeste que contribuíram para a realização deste trabalho. Agradecem, também, a contribuição e o apoio dos funcionários da Embrapa Pantanal.

Referências

- AITA, C.; GIACOMINI, S. J. nitrato no solo com a aplicação de dejetos líquidos de suínos no milho em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2101-2111, 2008.
- AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; HÜBNER, A. P. Nitrificação do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em solos sob sistemas de plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, p. 95-102, 2007.
- AITA, C.; PORT, O.; GIACOMINI, S. J. Dinâmica do nitrogênio no solo e produção de fitomassa por plantas de cobertura no outono/inverno com o uso de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p. 901-910, 2006.
- ASSIS, D. S.; COSTA, J. R. S.; ALVARENGA, S. M.; MARTINS, J. S. V.; LIMA, J. P. S.; MOREIRA, M. L. O.; ÁGILO, M. L. D (Ed). **Atlas Municipal de São Gabriel do Oeste-MS**: subsídios ao planejamento, gestão e monitoramento territorial. Rio de Janeiro: Embrapa Solos: IBGE, 2004. 44p.
- BARTON, L.; SCHIPPER, L. A.; BARKLE, G. F.; McLEOD, M.; SPEIR, T. W.; TAYLOR, M. D.; MCGILL, A. C.; VAN SCHAIK, A.P.; FITZGERALD, N.B.; PANDEY, S.P. Land application of domestic effluent onto four soil types: plant uptake and nutrient leaching. **Journal of Environmental Quality**, v.34, p.635-643, 2005.
- BHANDRAL, R.; BOLAN, N. S.; SAGGAR, S.; HEDLEY, M. J. Nitrogen transformation and nitrous oxide emissions from various types of farm effluents. **Nutrient Cycling Agroecosystem**, v. 79, p. 193-208, 2007.
- CHEN, R.; SENBAYRAM, M.; LIN, X.; DITTERT, K. Origin of positive $\delta^{13}\text{C}$ of emitted CO_2 from soils after application of biogas residues. **Soil Biology and Biochemistry** v. 43, p. 21964-2199, 2011.

- CRISPIM, S. M. A.; SOARES, M. T. S.; FERNANDES, A. H. B. M.; LISITA, F. O.; FRANCO, E.; LIMA, I. B. T. de Produção de fitomassa de pastagem de Tifton 85 com aplicação de dejetos de suínos em área de assentamento rural, São Gabriel do Oeste, MS. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA. 47, 2010. Salvador, BA. **Anais...** Salvador: Sociedade Brasileira de Zootecnia, 2010. 1 CD-ROM 2010.
- FLOWERS, T. H.; O'CALLAGHAM, J. R. Nitrification in soils incubated with pig slurry or ammonium sulphate. **Soil Biology and Biochemistry**, v.15, p.337-342, 1983.
- FONSECA, A. F. da; HERPIN, U.; PAULA, A. M. DE; VICTORIA, R. L.; MELFI, A. J. Agricultural use of treated sewage effluents: Agronomic and environmental implications and perspectives for Brazil. **Scientia Agricola**, v.64, p. 194-209, 2007.
- FONTAINE, S.; BARDOUX, G.; ABBADIE, L.; MARIOTTI, A. Carbon input to soil may decrease soil carbon content. **Ecology Letters**, v. 7, p. 314-320, 2004.
- GIASANTE, A. E. A variação de relação DBO em esgotos sanitários: o caso da ETE Jundiaí. In: SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6, 2002. Vitória, ES. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/sibesa6/ochen.pdf>>. Acesso em: 29 nov. 2011.
- GILL, R. A.; POLLEY, H. W.; JOHNSON, H. B.; ANDERSON, L. J.; MAREHALL, H.; JACKSON, R. B. Nonlinear grasslands responses to past and future atmospheric CO₂. **Nature**, v. 31, p. 145-153, 2002.
- GRISI, B. M. Temperature increase and its effect on microbial biomass and activity of tropical and temperate soils. **Revista de Microbiologia**, v.28, p.5-10, 1997.
- HURTADO, M.D.; ANDREU, L.; ABRIL, J.M.; DELGADO, A. Nitrate loss from a tile-drained reclaimed marsh soil from SW Spain amended with different products. **Nutrient Cycling in Agroecosystem**, v. 91, p. 255-267, 2011.
- KONZEN, E. A. **Viabilidade ambiental e econômica de dejetos de suínos**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2006. 27p. (Série Documentos, 59).
- KUZYAKOV, Y. Priming effects: Interactions between living and dead organic matter. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 42, p. 1363-1371, 2010.
- KUZYAKOV, Y.; FRIEDEL, J. K.; STAHR, K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, p. 1485-1498, 2000.
- MARQUES, M. Transformações de carbono e nitrogênio no solo e produção de aveia com uso de dejetos de suíno em plantio direto. 2005. 85f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS. 2005.
- MARTINES, A. M.; ANDRADE, C. A.; CARDOSO, E. J. B. Mineralização do carbono orgânico em solos tratados com lodo de curtume. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.41, p. 1149-1155, 2006.
- MENDONÇA, E. de S.; MATTOS, E. S. **Matéria Orgânica do Solo: métodos de análise**. Viçosa: UFV, 2005. 107 p.
- MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do Solo**. Lavras: Editora da UFLA, 2006. p. 338-367.
- NOTTINGHAM, A. T.; GRIFFITHS, H.; CHAMBERLAIN, P. M.; STOTT, A. W.; TANNER, E. V. J. Soil priming by sugar and leaf-litter substrates: A link to microbial groups. **Applied Soil Ecology**, v. 42, p. 183-190, 2009.
- OLIVEIRA, P. A. V. **Produção e manejo de dejetos de suínos**. 2004. p. 72- 90. Disponível em: <http://www.cnpsa.embrapa.br/pnma/pdf_doc/8-PauloArmando_Producao.pdf>. Acesso em: 21 ago. 2011.
- PICCOLO, M. C.; NEILL, C.; CERRI, C. C. Net nitrogen mineralization and net nitrification along a tropical forest-to-pasture chronosequence. **Plant and Soil**, v.162, p.61-70, 1994.
- SEGANFREDO, M. A. Uso de dejetos de suínos como fertilizante e seus riscos ambientais. In: SEGANFREDO, M. A. (Ed). **Gestão Ambiental na Suinocultura**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2007. p.149-178.
- SOARES, M. T. S.; GALVANI, F.; FERNANDES, A. H. B. M.; FERNANDES, F. A.; LISITA, F. O.; LIMA, I. B. T. de; CRISPIM, S. M. A.; FRANCO, E.; RIEGER, K. L. Caracterização físico-química de efluentes líquidos de granjas suínas tratados em biodigestor. SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SOCIOECONÔMICOS DO PANTANAL, 5. 2010, Corumbá, MS. **Anais...** Corumbá: Embrapa Pantanal; UFMS; Campinas: ICS do Brasil, 2010. 1 CD-ROM.
- WEILER, D.A.; AITA, C.; GIACOMINI, S.J.; SANTOS, G.F.; SCHMALZ, C.R.; DALAZEN, G.; LONGHI, R.; OLIVO, J. Avaliação do potencial de nitrificação e mineralização do nitrogênio de dejetos suínos no solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 31. 2007, Gramado, RS. **Anais...** Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo; Gramado: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2007. 1 CD-ROM.



Pantanal